

MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA MAKROFITÓW JAKO BIOINDYKATORÓW METALI CIĘŻKICH ZDEPONOWANYCH W OSADACH DENNYCH

Anna Rabajczyk, Małgorzata Anna Józwiak

Rabajczyk A., Józwiak M.A., 2008: Możliwości wykorzystania makrofitów jako bioindykatorów metali ciężkich zdeponowanych w osadach dennych (*The possibilities of using macrophytes as bioindicators of heavy metals occurring in sediments*), Monitoring Środowiska Przyrodniczego nr 9, s. 19-26, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce.

Zarys treści: Zgodnie z wytycznymi zawartymi w Ramowej Dyrektywie Wodnej 2000/60 (RDW) stan wód definiowany jest przede wszystkim na podstawie takich wskaźników jak ogólny stan ekologiczny oraz elementy biologiczne, podczas gdy kryteria fizyczno-chemiczne i hydromorfologiczne mają jedynie znaczenie wspomagające (Soszka, Kolada 2006).

Zarówno biomonitoring, jak i bioindykacja korzystają z założenia, że zależności pomiędzy stężeniem związków w organizmach a stężeniem w wodzie są chemicznie ze sobą sprzężone. Jednakże skład wód powierzchniowych, jako ekosystemów otwartych, kształtowany jest w wyniku zachodzenia bardzo wielu procesów, w tym wymiany substancji w układzie powietrze – woda – osad denny – organizmy żywe. Dlatego też wraz z monitoringiem stanu rzek czy jezior należy również prowadzić kontrolę zawartości analitów w osadach dennych, co pozwala na uzyskanie bardziej całościowych informacji na temat badanego obszaru.

Tworzenie się i właściwości osadów w wodach powierzchniowych uzależnione są w głównej mierze od takich parametrów, jak natężenie erozji, prędkość przepływu wody w cieku, procesy fizyczne i biochemiczne oraz obecność organizmów żywych. Metale ciężkie, jak np. Zn, Cd czy Pb, migrując z otoczenia deponowane są w osadach dennych, gdzie unieruchamiane są czasowo, w wyniku czego mogą stanowić zagrożenie wtórnego zanieczyszczenia i tym samym dla życia biologicznego w danym ekosystemie. W sprzyjających warunkach może nastąpić ich uwolnienie z osadu do toni wodnej, jednakże proces ten zależy od formy, w jakiej dany metal występuje w osadzie (Helios-Rybicka 1997), wartości pH i potencjału redox środowiska, jak również warunków tlenowych na danym obszarze. W badaniach środowiskowych oraz geochemicznych konieczne jest zatem oznaczanie tej części całkowitego stężenia metalu, która jest potencjalnie biodostępna i stanowi wskaźnik faktycznej jego toksyczności (Głosińska, Siepak 2006).

W pracy przedstawiono problematykę związaną z migracją metali ciężkich w ekosystemach wodnych, uwzględniając zarówno biotop, jak i biocenozę, wraz z próbą oceny możliwości zastosowania roślin zakorzenionych do bioindykacji metali ciężkich zdeponowanych w osadach. Stwierdzono, że konieczna jest kompleksowa ocena stanu wód powierzchniowych uwzględniająca, obok analizy specjacyjnej metali ciężkich w osadzie dennym, również oznaczenie zawartości metali w wybranych gatunkach roślin zakorzenionych w osadzie, jak np. trzcina pospolita *Phragmites communis Trin.*, tatarak *Acorus calamus L.* i sit rozpierzchły *Juncus effusus L.*

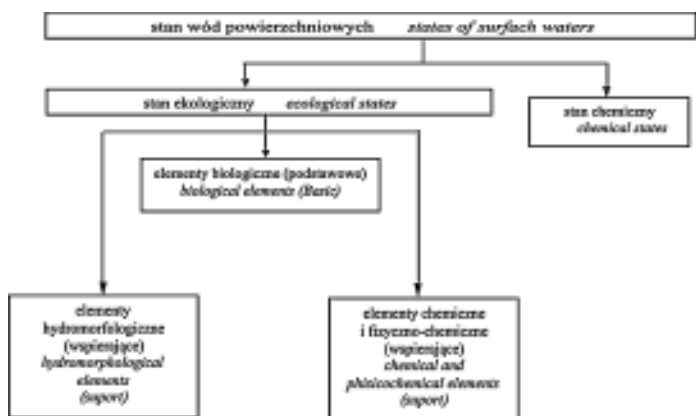
Słowa kluczowe: ekosystem wodny, metale ciężkie, osad denny, makrofity, bioindykacja.

Key words: water ecosystem, heavy metals, sediments, macrophytes, bioindicators.

Anna Rabajczyk, Małgorzata Anna Józwiak, Uniwersytet Humanistyczno-Przyrodniczy Jana Kochanowskiego w Kielcach, Samodzielny Zakład Ochrony i Kształtowania Środowiska, ul. Świętokrzyska 15 bud. G, 25-406 Kielce

1. Wprowadzenie

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW), która jako nadrzędny cel wyznaczyła osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód na terenie całej Unii Europejskiej do 2015 roku, definiuje pięć klas czystości wody: bardzo dobry, dobry, umiarkowany, zły i bardzo zły. Dotychczas stosowany w Polsce system ich oceny i klasyfikacji miał charakter użytkowy. Obowiązujące przepisy prawne określały kryteria jakościowe, przede wszystkim chemiczne, w zależności od przeznaczenia i zastosowań gospodarczych. Ramowa Dyrektywa Wodna wprowadziła nowe podejście do oceny i klasyfikacji wód, również wód powierzchniowych, poprzez konieczność określenia stanu ekologicznego. Kryteria fizyczno-chemiczne i hydromorfologiczne mają, zgodnie z RDW, jedynie znaczenie wspomagające do określenia stanu ekologicznego (ryc. 1), podczas gdy nacisk położony jest na wykorzystanie kryteriów biologicznych (Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60, Soszka, Kolada 2006).



Ryc. 1. Elementy oceny stanu wód powierzchniowych (Soszka H., Kolada A., 2006)

Fig. 1. Elements of water quality

Zgodnie z Dyrektywą jest pięć klas stanu ekologicznego wód: bardzo dobry (referencyjny, traktowany jako stan odniesienia), dobry, umiarkowany, słaby i zły. Jednak w Dyrektywie nie ma precyzyjnego określenia każdej klasy stanu ekologicznego, podane są tylko bardzo ogólne definicje. Przykładem jest określenie stanu referencyjnego, do którego powinny być odnoszone analizowane ekosystemy uznane za zanieczyszczone. Zgodnie z RWD stan referencyjny rozumiany jest jako stan naturalny lub zbliżony do naturalnego w warunkach braku lub jedynie bardzo niewielkiej presji antropogenicznej (Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60). A zatem jest on specyficzny dla danego typu wód w obrębie różnych kategorii wód i wynika z naturalnych uwarunkowań zbiornika oraz jego zlewni, co oznacza, że inny jest stan odniesienia dla potoku górskiego, a inny dla głębokiego jeziora alpejskiego (Soszka, Kolada 2006).

2. Metale ciężkie w osadach dennych

Wprowadzane do ekosystemów wodnych zanieczyszczenia podlegają różnorodnym procesom, w tym transportu oraz sedymentacji, w wyniku których następuje ich migracja na różne odległości. Pewna część tych związków ulega depozycji mniej lub bardziej trwale w osadach dennych. W zależności od właściwości samych zanieczyszczeń, jak również cech środowiska wodnego oraz czynników hydrologicznych, takich jak na przykład prędkość i charakter przepływu czy morfologia koryta, następuje rozkład tych związków. Oceniając stopnie zanieczyszczenia metalami ciężkimi zbiorników wodnych coraz częściej określa się ich zawartość w osadach dennych, a szczególnie w najdrobniejszej warstwie ilastej, z którą mogą być transportowane na duże odległości i docierać nawet do osadów morskich (Kabata-Pendias, Pendias 1999). W tym aspekcie osady dennie są szczególnie użytecznym materiałem do badań dla określenia głównych źródeł zanieczyszczeń, działają bowiem jak kolumna sorpcyjna i dostarczają przejrzystego obrazu dotyczącego wydarzeń zachodzących w wodzie ponad nimi (Bojakowska, Gliwicz 2003).

Metale ciężkie wprowadzane są do środowiska w wyniku naturalnych procesów zachodzących w przyrodzie oraz działalności przemysłowej i rolniczej (Bierła, Siepak 2003, Głosińska, Siepak 2006). Większość metali ciężkich zrzucanych do rzek jest związana i transportowana z zawiesziną, której depozycja prowadzi do powstania osadów dennych w wodach powierzchniowych, zarówno o szybkim, jak i wolniejszym przepływie. Związki, kumulując się w osadach, mogą również stanowić wtórne źródło zanieczyszczenia wód (Grynkiewicz i wsp. 2006). W wyniku tego mogą również być zagrożeniem dla życia biologicznego w danym zbiorniku, gdyż, w sprzyjających warunkach, może nastąpić ich uwolnienie z osadu do toni wodnej, wniknięcie do łańcucha troficznego, a tym samym ich uczestnictwo w dalszych etapach obiegu w ekosystemie. Jednakże mobilność metali, czyli ich podatność na przejście do toni wodnej, zależy od formy, w jakiej dany metal występuje w osadzie (Helios-Rybicka 1997). Informacja o tym, jaka część całkowitego stężenia metalu jest potencjalnie biodostępna stanowi wskaźnik faktycznej jego toksyczności (Głosińska, Siepak 2006).

W zależności od typu organizmu narażonego na metale ciężkie zawarte w osadzie dennym i fizyczno-chemicznego charakteru ekosystemu wodnego, metale biodostępne mogą być związane z różnymi składnikami osadu, jak materia organiczna, tlenki i wodorotlenki Fe-Mn, węglany czy amorficzne siarczki. Metale cięż-

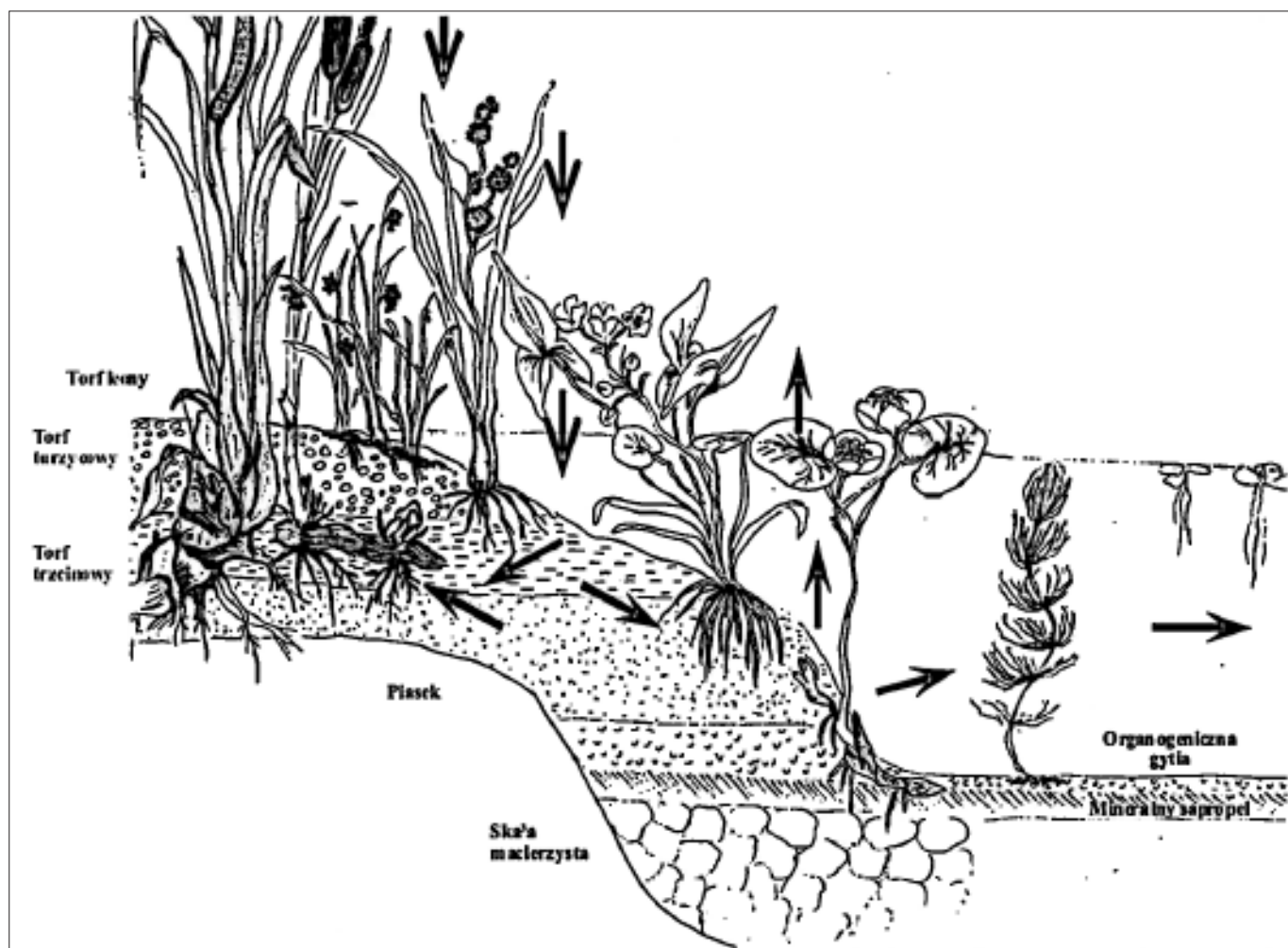
kie mogą też być zaadsorbowane na cząstkach osadu w wyniku sorpcji fizycznej lub chemisorpcji, tworząc frakcję metali najbardziej labilnych (Głosińska, Siepak 2006, Lopez-Sanchez i wsp. 2002, Snape i wsp. 2004). Toksyczne efekty metali zgromadzonych w osadach są zatem uwarunkowane stężeniem potencjalnie biodostępnych form metali pochodzenia zarówno naturalnego, jak i antropogenicznego (Lopez-Sanchez i wsp. 2002).

Badania geochemiczne osadów dennych wód powierzchniowych, prowadzone w ramach programu monitoringu środowiska i wykorzystywane do oceny zanieczyszczenia środowiska jezior i rzek szkodliwymi substancjami, mają na celu obserwację zawartości potencjalnie szkodliwych metali i metaloidów oraz ich zmian w czasie (Bojakowska i wsp. 2006). Istotne są zatem z powodu możliwości mobilizacji metali wskutek procesów fluwialnych, podczas migracji korytowej, wezbrań i powodzi oraz ze względu na zmienne w naturalnych układach warunki fizyczno-chemiczne, które mogą powodować zmiany form występowania związków w osadzie dennym, wpływając na ich mobilność w układzie: osad denny – woda – fauna i flora

oraz otoczenie cieką wodnego (Rabajczyk 2007). W takiej sytuacji analiza ogólnej zawartości metali ciężkich w osadach dennych nie daje pełnego obrazu stanu czystości badanego ekosystemu. Dopiero analiza specyjalna związków w osadach dennych, prowadzona zarówno pod kątem biodostępności poszczególnych indywidualów, jak i form ich występowania, daje możliwość uzyskania danych niezbędnych do określenia zagrożeń dla rozwoju ekosystemu.

3. Bioindykacja metali ciężkich w osadach dennych

Bioindykacja (od greckiego *bios* – życie i łacińskiego *indicator* – wskaźnik) jest metodą wykorzystującą jako wskaźnik żywy organizm, którego reakcja stanowi podstawę oceny ogólnej aktywności biologicznej badanego układu. Gatunki roślin i zwierząt wykazujące zróżnicowaną wrażliwość i charakterystyczną reakcję na działanie czynników środowiska nazywane są bioindykatorami, biowskaźnikami, wskaźnikami biologicznymi, jak również organizmami wskaźnikowymi. W ujęciu ekologicznym bioindykacja służy do



Ryc. 2. Drogi transportu minerałów oraz gazów u makrofitów
Fig. 2. Migration process of minerals and gas in macrophytes

oceny stanu ekosystemów oraz ustalenia pojemności ekosystemów wobec toksyn. Pozwala to na poznanie sumarycznej toksyczności wszystkich szkodliwych substancji, także takich, które wykazują oddziaływanie synergistycznie (Nałęcz-Jawecki 2003, Wardencki i wsp. 2004).

Bioindykatorami są gatunki o wąskim zakresie tolerancji w stosunku do zmian zanieczyszczeń środowiska (organizmy stenotopowe) lub w specyficzny sposób reagujące na działanie danej substancji w środowisku. Mogą nimi być również wskaźniki ekologiczne, populacyjne i biocenotyczne, takie jak skład gatunkowy, liczebność, zagęszczenie, produkcja biomasy, struktura troficzna (Nałęcz-Jawecki 2003, Wardencki 2004).

W bioindykacji ekosystemu wodnego mogą być wykorzystywane rośliny strefy przybrzeżnej (makrofity) i rośliny wodne. Organizmy te mają charakterystyczną budowę, przystosowaną do życia w warunkach ciągłego kontaktu z wodą. Posiadają szeroko rozbudowany system poboru mikroelementów ze środowiska (ryc. 2). Liście pływające zaopatrzone są w aparaty szparkowe na górnej stronie blaszek, dzięki czemu mogą prowadzić wymianę gazową i pobierać z powietrza CO₂, niezbędny do procesów fotosyntezy (Strasburger i wsp. 1972). Proces transpiracji, który uzależniony jest od wielkości powierzchni liścia, wpływa na kumulację substancji w komórkach – im bardziej intensywny, tym większe stężenie związków w komórkach. Dolna strona liścia natomiast ma zwykle budowę umożliwiającą pobieranie potrzebnych składników bezpośrednio z wody. Wiązki przewodzące, w przypadku roślin wodnych, są położone centralnie i nie są tak liczne, jak u roślin lądowych (Malinowski 1978). Tkanka okrywająca makrofitów jest cienka, a cała roślina jest giętka, dzięki czemu łatwo poddaje się ruchom wody. Swobodne unoszenie się roślin jest możliwe dzięki dużej ilości tkanki powietrznej, aerenchymy. Stanowi ją system pustych kanałów i przestrzeni, dzięki czemu ciężar rośliny

ny zostaje znacznie obniżony. Za pomocą przestrzeni powietrznych roślina może transportować gazy, w tym tlen, o który w wodzie jest znacznie trudniej niż na lądzie (Szweykowska, Szweykowski 1986).

Rośliny poprzez system korzeniowy pobierają wodę wraz z rozpuszczonymi w niej substancjami. Ponadto wokół korzeni organizmy jednokomórkowe, takie jak pierwotniaki oraz bakterie wytwarzają membrany biologiczne, dzięki czemu w osadach dennych w strefie przykorzeniowej zachodzą procesy rozkładu materii organicznej z wytworzeniem prostych związków biogenych, które warunkują prawidłowy rozwój rośliny. Wraz z działalnością detrytusu może zatem dojść do zmian form występowania metali ciężkich i powstawania związków rozpuszczalnych, które, wraz z wodą i substancjami odżywczymi, będą pobierane przez makrofity.

Wyjątkową możliwość precyzyjnej analizy i oceny zanieczyszczenia osadów dennych stwarza obecność makrofitów, czyli wodnych roślin powiązanych z podłożem. Wynika to ze strefowej struktury zbiornika wodnego i, w związku z tym, możliwości kontroli każdej warstwy tego biotopu. Istotne zatem dla biomonitoringu ekosystemów wodnych wraz z analizą zawartości metali ciężkich w osadach dennych mogą być makrofity umocowane w podłożu jak amfifity, ryzofity i nymfeidy oraz elodeidy (tabela 1).

Zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych może jednak przekraczać wielokrotnie ich zawartość w otaczającym środowisku wodnym (Sadler 1998). Szeroki zakres zmienności zawartości metali ciężkich w makrofitach jest spowodowany biologią i ekologią poszczególnych gatunków. Im niżej zorganizowane są rośliny, tym ich bariery fizjologiczne są słabiej rozwinięte i czerpanie metali odbywa się w sposób bierny (Piskornik 1994).

Szybkość i ilość pobieranych metali ciężkich przez makrofity jest uzależniona od czynników środowiskowych, w tym m.in. od zawartości zawiesiny mineralnej

Tabela 1. Podział makrofitów i ich charakterystyka
Table 1. *Macrophytes division and profile*

Makrofity <i>Macrophytes</i>	Charakterystyka <i>Profile</i>	Przykład <i>Example</i>
Amfifity	makrofity ziemno-wodne, umocowane w podłożu systemem korzeniowym i systemem rozgałęzionych kłączy, wieloletnie i poddane długotrwałej emisji	trzcina pospolita (<i>Phragmites communis</i>), oczeret jeziorny (<i>Schoenoplectus lacustris</i>), pałka szerokolistna (<i>Typha latifolia</i>), tatarak zwyczajny (<i>Acorus calamus</i>), manna mielec (<i>Glyceria aquatica</i>)
Ryzofity i nymfeidy	zakorzenione lub zakotwiczone w osadach dennych, rozkładają liście na powierzchni co powoduje wzmożoną transpirację i intensywne pobieranie z osadów zakumulowanych w nich zanieczyszczeń	strzałka szerokolistna (<i>Sagittaria sagittifolia</i>), grążel żółty (<i>Nuphar luteum</i>), grzybień biały (<i>Nymphaea alba</i>)
Elodeidy	zakotwiczone w mule dennym, całkowicie schowane pod powierzchnią wody, kwiaty mogą wystawać nad wodę, kumulują zanieczyszczenia pochodzące zarówno z osadów, jak również z roztworu	rdestnica (<i>Potamogeton natans</i>), ramienica (<i>Chara</i>), rogatek (<i>Ceratophyllum</i>), wywłócznik (<i>Myriophyllum</i>)

i organicznej zarówno w wodzie, jak i osadach dennych. Dla szeregu metali ciężkich stwierdzona została prosta zależność między ich udziałem w środowisku a stężeniem w makrofitach (Ozimek, Renman 1996). Do metali pobieranych biernie zaliczany jest ołów, kadm oraz molibden i nikiel. Metale te nie są potrzebne do rozwoju roślin, gdyż nie biorą udziału w ich procesach metabolicznych (Kabata-Pendias, Pendias 1993). W literaturze można znaleźć informacje o badaniach w zakresie zawartości metali ciężkich w osadach dennych w połączeniu z analizą tych związków w korzeniach makrofitów (tabela 2).

Dotychczas makrofity stosowane były jedynie do potwierdzenia stanu zanieczyszczenia środowiska wodnego, podczas gdy zasadnicza ocena prowadzona była na podstawie analizy ogólnej zawartości metali w osadach dennych. Należy zaznaczyć, że rośliny te z powodzeniem wykorzystywane są w oczyszczalniach hydrofitowych, gdzie pełnią rolę organizmów usuwających z oczyszczanych roztworów między innymi metale ciężkie.

4. Zadania badawcze i proponowana metodyka

Prace badawcze podzielone zostały na kilka etapów, takich jak: przygotowanie prac terenowych, program badań terenowych i prac laboratoryjnych oraz badania kameralne obejmujące analizę otrzymanych wyników. Podczas realizacji pierwszej fazy wytypowany został zbiornik wodny przelewowy w m. Baszowice położony w rejonie zlewni Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Św. Krzyż. Przy typowaniu zbiornika do badań brano pod uwagę:

- jego reprezentatywność,
- wielkość jednostek osadniczych, które mają wpływ na zbiornik,
- szlaki komunikacyjne (drogi i linie kolejowe),
- sposób użytkowania terenu (łąki, grunty orne, lasy),

- elementy jakości hydrologicznej zbiornika (ciągłość, hydrologia, morfologia).

W następnej kolejności zaplanowane zostało wykonanie dokumentacji „stanu zerowego”, która umożliwi, w oparciu o kolejne wyniki obserwacji roślin wodnych oraz osadu dennego, określenie kierunku i dynamiki zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym badanego obszaru wodnego. W celu realizacji tego etapu zaplanowano:

- wykonanie listy florystycznej siedliska,
- wykonanie dokumentacji fotograficznej roślin reprezentujących określone strefy zbiornika,
- ustalenie: warstwowości, lokalizacji, ekspozycji, daty wykonania badania terenowego,
- określenie zmiennych meteorologicznych (temperatura, wilgotność względna powietrza, wielkość opadu,
- określenie wielkości i charakteru presji antropogenicznej (zanieczyszczenia gazowe i pyłowe, spływy powierzchniowe),
- określenie charakteru osadu dennego: kwasowość, stopień nityfikacji, zawartość materii organicznej.

Przeprowadzona analiza pozwoli na ocenę aktualnego stanu roślinności oraz jej warunków siedliskowych. Obserwowane przemiany roślinności z uwzględnieniem wielkości i ukierunkowania procesów, wrażliwości na niszczenie mechaniczne, stopnia przekształcenia zbiorowisk będą wykładnikiem zarówno mechanizmów naturalnych, jak i antropogenicznych.

Prace terenowe oraz laboratoryjne będą obejmować analizę próbek wód, osadów dennych oraz wybranej roślinności zakorzenionej, z grup amfifitów, ryzofitów i nymfeidów oraz elodeidów. Przy doborze gatunków indykacyjnych uwzględnione zostaną: reprezentatywność dla każdej warstwy biocenozy wodnej, osadzenie w osadach dennych (kłączem, korzeniem, bulwką korzeniową). Taki podział pozwala na wyeliminowanie wpływu oddziaływań innych elementów niż wynikają-

Tabela 2. Przykłady analiz występowania metali ciężkich w makrofitach oraz osadach dennych
Table 2. Examples of analysis of occurrence of heavy metals in macrophytes and sediments

Analit Analyte	Matryca Matrix	Literatura Literature
Cd, Pb, Cu i Zn	osad denny korzenie makrofitów takich jak: manna mielec (<i>Glyceria maxima</i>), tatarak (<i>Acorus calamus</i>) i strzałka wodna (<i>Sagittaria sagittifolia</i>)	Skorbiłowicz E., 2003, 2004
Cd, Pb i Zn	osad denny korzenie makrofitów takich jak: rdestnica grzebieniasta (<i>Potamogeton pectinatus</i>) i wywłócznik okółkowy (<i>Myriophyllum verticillatum</i>)	Lewander M. i in., 1996
Cu, Cd i Zn	osad denny korzenie makrofitów takich jak: słonorośla (<i>Halimione portulacoides</i>) i szuwary (<i>Spartina maritima</i>)	Reboreda R., Cacador I., 2007

ce ze środowiska życia danego organizmu. Podczas doboru uwzględnione zostaną także te cechy organizmu, które, podobnie jak w odniesieniu do wszystkich bioindykatorów, muszą zostać spełnione:

- powszechność występowania,
- dostępność badawcza,
- wrażliwość na zanieczyszczenia,
- łatwość imisji zanieczyszczeń wynikająca z budowy anatomicznej lub morfologicznej rośliny (Jóźwiak 2008).

Do pobierania próbek osadów dennych można zastosować próbnik pozwalający na zachowanie nienaruszonej struktury warstwy powierzchniowej osadu, np. sonda rdzeniowa Niemistö używana do pobierania próbek osadów miękkich (Namieśnik i in. 2000). Pobieranie materiału do badań odbywać się powinno z interwału 0-25 cm, a uzyskany materiał przesiany na mokro do frakcji poniżej 0.15 mm *in situ*, co zapewnia uzyskanie próbki homogenicznej oraz usunięcie wszelkich zanieczyszczeń zewnętrznych. Każda próbka osadu dennego powinna składać się z 5 próbek cząstkowych pobranych na wybranych odcinkach.

Z pobranych próbek osadów dennych przeznaczonych na analizę metali ciężkich należy usunąć nadmiar wody, aby nie dopuścić do rozpuszczenia części składników osadu. Pobrany materiał, przesiany i wysuszony w temperaturze pokojowej oraz pokwarty, trzeba utrzyć do frakcji poniżej 0.063 mm, najlepiej w automatycznym młynku agatowym. Takie postępowanie pozwoli na uniknięcie rozwoju pleśni i mikroorganizmów, które mogą prowadzić do redystrybucji składników chemicznych i zmian składu izotopowego.

Próbkę laboratoryjną, do analizy na zawartość poszczególnych form metali ciężkich, należy w kolejnym etapie poddać analizie specjacyjnej. Tradycyjna metodyka, zaproponowana przez A. Tessiera i wsp. (1979), pozwala na określenie pięciu frakcji występowania metali, w tym wymienialnych oraz związanych z węglanami, uwodnionymi tlenkami żelaza i manganu, materią organiczną oraz pozostałych, trwale związanych z minerałami. Ekstrakcja sekwencyjna, w zależności od potrzeby, może być wspomagana promieniowaniem mikrofalowym bądź ultradźwiękami (Rabajczyk 2006, 2008). W uzyskanych roztworach anality oznaczane mogą być metodą F-AAS przy odpowiednich ustawieniach aparatury (Rabajczyk 2008).

Z tego samego obszaru co osady denne pobrane zostaną odpowiednie części (korzenie, liście, kwiatostany, kwiaty) wybranych makrofitów. Ponieważ anality nie tylko są wchłaniane przez rośliny w formie rozpuszczonej, ale także znajdują się na jej po-

wierzchni w postaci składników zaadsorbowanego pyłu, z tego też powodu powierzchnie roślin, przed dalszym przygotowaniem próbki do analizy, zostaną oczyszczone (Wardencki i wsp. 2004). Równie istotne jest oczyszczenie próbek roślin z cząstek gleby i piasku, gdyż pozwoli to na rozróżnienie między depozycją z powietrza a przyswajaniem metali z podłoża oraz eliminację wpływu zmian klimatycznych. Z tego też powodu przygotowanie materiału roślinnego, z zachowaniem podziału organów wegetatywnych roślin, w dalszej kolejności uwzględnia:

- czyszczenie/mycie – określona ilość wody destylowanej w możliwie krótkim czasie (taka sama dla porównywanych próbek),
- rozdrobnienie – pokrojenie korzeni, grubych łodyg, dużych liści w celu przyspieszenia kolejnych etapów przygotowania próbki do analizy,
- suszenie – w suszarce z obiegiem powietrza i regulowaną temperaturą (w fazie początkowej na poziomie 30°C, a następnie w temperaturze 50°C),
- rozdrobnienie – za pomocą młynków (np. agatowych) w celu otrzymania próbki w postaci pyłu o możliwie jednorodnej średnicy cząstek (Namieśnik i wsp. 2000, Wardencki i wsp. 2004).

Tak przygotowany materiał, w celu oznaczenia zawartości metali ciężkich, poddany zostanie mineralizacji za pomocą kwasu azotowego (V) wspomaganą promieniowaniem mikrofalowym, a w uzyskanych roztworach anality oznaczane będą metodą F-AAS.

5. Podsumowanie

Ramowa Dyrektywa Wodna nakłada obowiązek określenia stanu czystości ekosystemów wodnych przede wszystkim na podstawie czynników biologicznych. Jednakże występowanie i rozwój roślinności w wodach powierzchniowych uzależniony jest od oddziaływania różnorodnych i zmiennych czynników, zarówno abiotycznych, jak i biotycznych.

Zasadniczym czynnikiem decydującym o występowaniu oraz kształtującym rozwój i liczebność określonego gatunku w środowisku wodnym jest podłoże, czyli skład fizyko-chemiczny osadów dennych. Równie istotny wpływ na jakościowy skład zespołów, szczególnie w ciekach i akwenach, mają temperatura oraz stopień nasycenia tlenem. Dodatkowo duża ilość zanieczyszczeń organicznych środowiska wodnego, niska temperatura, głębokość oraz zachodzące procesy fotosyntezy i oddychania czy rozkładu martwych substancji organicznych wpływają na pojawienie się głębokich deficytów tlenowych, co w dalszej konsekwencji do-

prowadza do zmian w składzie fizyczno-chemicznym zarówno podłoża, jak i wody.

Badania osadów dennych są zatem istotne ze względu na możliwość zmiany form występowania związków w nich zdeponowanych. Zmiana formy wiązać się może ze zmianą charakteru związku, a zatem i mobilnością zanieczyszczeń w układzie osad denny – woda – roślina. Dlatego też konieczne jest znalezienie powiązania pomiędzy występowaniem form metali ciężkich w osadach dennych a roślinnością wodną, dzięki czemu możliwa będzie realizacja zadań wynikających z wytycznych zawartych w Ramowej Dyrektywie Wodnej i osiągnięcie odpowiedniej ilości i jakości wskaźników biologicznych.

6. Literatura

- Bell J.N.B., Treshow M., 2004: *Zanieczyszczenia powietrza a życie roślin*, WNT, Warszawa.
- Bierła K., Siepak J., 2003: *Ekstrakcja sekwencyjna metali ciężkich z osadów dennych rzeki Odry*, w: *Młodzi chemicy – rocznik 2003*, Wyd. Chem. UAM.
- Bojakowska I., Gliwicz T., 2003: *Wyniki geochemicznych badań osadów wodnych Polski w latach 2000-2002*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Bojakowska I., Gliwicz T., Malecka K., 2006: *Wyniki geochemicznych badań osadów wodnych Polski w latach 2003-2005*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Głosińska G., Siepak J., 2006: *Metale ciężkie w obszarze równin zalewowych*, *Ekologia*, 3 (35), 36-39.
- Grynkiewicz M., Dembska G., Wiśniewski S., Aftanas B., 2006: *Ocena jakości osadów dennych pobieranych przy strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej*, *Chem. Inż. Ekol.*, Tom 13, Nr S2, 284-289.
- Helios-Rybicka E., 1997: *Parametry określające rozkład metali ciężkich w systemie woda-osad. Geochemiczne, hydrogeochemiczne i biochemiczne zmiany środowiska przyrodniczego na obszarach objętych antropopresją*, Materiały IV Konferencji Naukowej AGH – Kraków.
- Jóźwiak M., 2008: *Kumulacja metali ciężkich a zmiany morfologiczne w plechach porostu Hypogymnia physodes (L.) Wyl.*, *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, Nr 8, KTN, Kielce, 51-56
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1993: *Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999: *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa
- Lewander M., Greger M., Kautsky L., Szarek E., 1996: *Macrophytes as indicators of bioavailable Cd, Pb and Zn flow in the river Przemsza, Katowice Region*, *Applied Geochemistry*, vol. 11, 169-173.
- Lopez-Sanchez J.F., Sahuquillo A., Rauret G., Lachica M., Gomez A., Ure A.M., Muntau H., Quevauviller Ph., 2002: *Extraction procedures for soil analysis*, [W:] Quevauviller Ph. (Eds.) *Methodologies for soil and sediment fractionation studies*. The Royal Society of Chemistry, 1-9.
- Malinowski E., 1978: *Anatomia roślin*, PWN, Warszawa.
- Nałęcz-Jawecki G., 2003: *Badanie toksyczności środowiska wodnego metodą bioindykacji*, *Biul. Wyd. Farm. AMW*, 2.
- Namieśnik J., Jamrógiewicz Z., Pilarczyk M., Torres L., 2000: *Przygotowanie próbek środowiskowych do analizy*, WNT, Warszawa
- Ozimek T., Renman G., 1996: *Rola heliofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych*. *Mat. II Międzynarodowej Konf. Nauk Tech.*, AR Poznań, 109-118.
- Piskornik L., 1994: *Fizjologia roślin. cz.1*. Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja, Kraków.
- Rabajczyk A., 2006: *Zastosowanie ultradźwięków oraz mikrofala do analizy specjacyjnej Cd, Zn i Pb w osadach dennych*, *Chem. Ecol. Eng.*, S1, 13, 167-182.
- Rabajczyk A., 2007: *Analiza specjacyjna osadów dennych w systemie monitoringu ekosystemów wodnych*, Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 413-424.
- Rabajczyk A., 2008: *Sediments sample preparation for speciation of heavy metals*, *Chem. Inż. Ekol.*, vol. 15, 123-137.
- Ramowa Dyrektywa Wodna. Dyrektywa 2000/60/WE Rady i Parlamentu Europejskiego z dnia 23 października 2000 r.
- Reboreda R., Cacador I., 2007: *Copper, zinc and lead speciation in salt marsh sediments colonised by Halimione portulacoides and Spartina maritima*, *Chemosphere*, 69, 1655-1661.
- Sadler P., 1998: *Wetlands for mine water treatment Workshop*. W: *Constructed Wetlands – Biofiltration*. University of Wales, Cardiff.
- Skorbiłowicz E., 2003: *Heavy Metal Content in Bottom Deposits and Water Plants in the Elk River on Urbanized Area*, *Chem. Ecol. Eng.*, vol. 10, nr 9, 937-945.
- Skorbiłowicz E., 2004: *Ocena jakości środowiska wodnego wybranych rzek powiatu Siemiatycze*, *Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie*, Tom 4 zeszyt 2a (11), 429-444.
- Snape I., Scouller R.C., Stark S.C., Stark J., Riddle M.J., Gore D.B., 2004: *Characterisation of the dilute HCl extraction method for the identification of metal contamination in Antarctic marine sediments*, *Chemosphere*, 57, 491-504.
- Soszka H., Kolada A., 2006: *Interkalibracja zgodna z ramową dyrektywą wodną porównywalność wyników oceny jakości wody w skali europejskiej*. Warszawa. Ministerstwo Środowiska, NFOŚiGW, Phare.

- Strasburger E., Ndla F., Schenck H., Schimper A.F.W., 1972:** *Botanika*, PWRiL, Warszawa.
- Szweykowska A., Szweykowski J., 1986:** *Botanika*, PWN, Warszawa.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979:** *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*, *Anal. Chem.*, 51, 844-851.
- Wardencki W. (red.), 2004:** *Bioanaliza w ocenie zanieczyszczeń środowiska*, Centrum Doskonalenia Analityki i Monitoringu Środowiska, Gdańsk.

THE POSSIBILITIES OF USING MACROPHYTES AS BIOINDICATORS OF HEAVY METALS OCCURRING IN SEDIMENTS

Summary

The Water Framework Directive introduced a new approach to evaluation and classification of waters including surface ones by defining an ecological condition. According to the Water Framework Directive, physiochemical and hydromorphological criteria play only supporting role in ecological condition determination, while emphasis is placed on use of biological criteria (Soszka H., Kolada A., 2006).